

VU Research Portal

De economische efficiëntie van agrarisch natuurbeheer

van Soest, D.P.; Dijk, J.J.

published in

Economisch Statistische Berichten
2011

document version

Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link to publication in VU Research Portal](#)

citation for published version (APA)

van Soest, D. P., & Dijk, J. J. (2011). De economische efficiëntie van agrarisch natuurbeheer. *Economisch Statistische Berichten*, 96(4612S), 11-15.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

E-mail address:

vuresearchportal.ub@vu.nl

De economische efficiëntie van agrarisch natuurbeheer

Agrarisch natuurbeheer is een vorm van publiek-private samenwerking waarin boeren door de overheid financieel worden gecompenseerd voor de gemaakte beheerkosten als ze de ecologische kwaliteit van hun land verbeteren. Maar omdat boeren meer informatie hebben over de omvang van die kosten dan de overheid, is deze vorm van natuurbeheer vaak onnodig duur. Dezelfde hoeveelheid natuur kan worden gerealiseerd met minder budget door gebruik van zelfselecterende subsidies en discriminatoire veilingen.

Het gewicht dat in beleidskringen aan natuur en natuurbeheer wordt toegekend, is de afgelopen twintig jaar sterk toegenomen – in Nederland, maar ook elders in Europa. De reden hiervoor is dat beleidsmakers zich meer en meer realiseren dat we ons niet alleen gesteld zien voor een energiecrisis, een klimaatcrisis en een economische crisis, maar ook voor een biodiversiteitscrisis. Op het moment is de snelheid waarmee dier- en plantensoorten op deze aarde verdwijnen hoger dan ooit, zelfs hoger dan tijdens de vijf periodes van massale uitsterving die op aarde hebben plaatsgevonden over de afgelopen vier miljard jaar (Pereira *et al.*, 2010). De meeste bedreigde soorten zijn te vinden in de tropen, maar er is een groeiend besef dat ook in gematigde gebieden het verlies van natuur en biodiversiteit het welzijn en de welvaart schaadt. Een van de meest aansprekende Nederlandse initiatieven is de aanleg van de Ecologische Hoofdstructuur, een netwerk van 750.000 hectare bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden waartoe in de jaren negentig werd besloten. Natuurbeheer in Nederland is voornamelijk gebaseerd op het principe van het opkopen

van landbouwgrond om deze vervolgens om te zetten in bos- of weidegebieden. Een dergelijke aanpak impliceert een strikte scheiding tussen cultuurgrond en natuurgebied: boeren bewerken hun land om gewassen te produceren, en plant en dier kunnen zich slechts in de daartoe aangewezen natuurgebieden ontwikkelen. Er is een toenemend besef dat een dergelijke strikte scheidslijn tussen natuur en cultuur niet wenselijk is, en dat landbouw gecombineerd kan en moet worden met natuurbeheer. Deze gedachte is terug te vinden in de voorstellen aangaande de herziening van het Gemeenschappelijke Landbouwbeleid van de Europese Unie, waar agrarisch natuurbeheer een belangrijke plaats inneemt. In de visie van de Europese ministers van landbouw moeten boeren niet alleen landbouw bedrijven, maar moeten ze ook activiteiten ondernemen of laten om natuur en biodiversiteit op hun land te vergroten (Europese Commissie, 2003). De overheid sluit daartoe contracten af met boeren, waarin wordt vastgelegd welke natuurbeheeractiviteiten de boer dient te ondernemen, en hoeveel compensatie hij daarvoor krijgt.

De publiek-private partnerships die op deze wijze ontstaan, kunnen bijdragen aan een effectiever natuurbeheer. Agrarisch natuurbeheer kan dus worden gezien als een derde oplossingsrichting, naast enerzijds exclusief overheidsinitiatief zoals Staatsbosbeheer, en anderzijds puur particulier initiatief zoals Natuurmonumenten, en wel een die overheidssubsidies, particulier initiatief en samenwerking combineert. Maar agrarisch natuurbeheer is niet noodzakelijkerwijs het meest efficiënte instrument. De belangrijkste reden hiervoor is dat de boeren over het algemeen beter weten dan de overheid welke kosten ze precies moeten maken om de biodiversiteit

DAAN VAN SOEST
Hoogleraar aan de Vrije
Universiteit Amsterdam
en universitair hoofd-
docent aan de Universi-
teit van Tilburg

JUSTIN DIJK
Promovendus aan
de Vrije Universiteit
Amsterdam

op hun land te verhogen. Sommige kosten zijn evident, bijvoorbeeld de rekening voor het aanbrengen van heggen rond een veld, of voor graafwerkzaamheden voor de aanleg van een poel. Maar de grootste kostenposten zijn moeilijk te observeren voor de overheid: als een boer minder kunstmest en insecticide mag gebruiken, wat betekent dat voor zijn inkomsten? Dergelijke effecten zijn moeilijk in te schatten voor de overheid, en ze kunnen ook nog eens sterk verschillen per boerenbedrijf. Dat betekent dat de overheid niet of alleen tegen prohibitief hoge kosten in staat is om voor elke individuele boer vast te stellen hoeveel subsidie hij precies moet ontvangen om zijn gedeelde inkomsten te compenseren. Als een boer dus een beheercontract tekent, betekent dit dat de subsidie even hoog of hoger zal zijn dan de gemaakte kosten. Maar dit betekent ook dat als de overheid in staat is die oversubsidiëring te verminderen, ze haar doelstellingen beter kan realiseren: ze kan dan meer natuur creëren met hetzelfde budget, of dezelfde hoeveelheid met een kleiner budget.

De praktijk van agrarisch natuurbeheer

In veel landen wordt agrarisch natuurbeheer toegepast, en vrijwel alle overheden maken gebruik van dezelfde regeling: ze stellen vast hoeveel en welke natuurbeheeractiviteiten boeren moeten ondernemen om voor subsidiëring in aanmerking te komen, en als een boer zich aan de afspraken houdt, ontvangt hij een vaste prijs per hectare. Een voorbeeld laat zien dat een dergelijk uniform programma leidt tot onnodig hoge subsidiebetalingen aan sommige boeren.

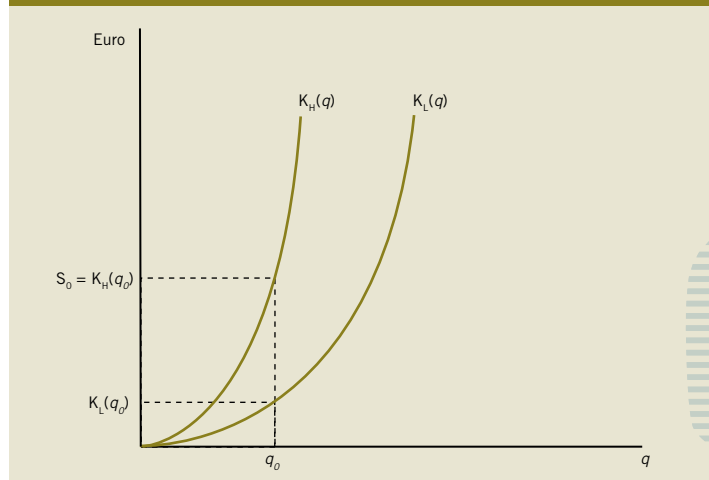
Stel dat de Nederlandse overheid een bepaalde hoeveelheid natuur (Q) wil ontwikkelen via agrarisch natuurbeheer. Er wordt verondersteld dat er twee typen boeren zijn die habitat kunnen realiseren op hun land. Deze verschillen in de kosten die ze moeten maken om een gegeven hoeveelheid habitat te creëren (figuur 1). De twee curven in figuur 1 geven aan wat de kosten (K) zijn van de twee typen boeren om een

bepaalde hoeveelheid habitat weergegeven als q te realiseren op hun land. Boeren van type L kunnen elke hoeveelheid habitat q realiseren tegen lagere kosten dan de boeren van het andere type (H); $K_L(q)$ ligt geheel onder $K_H(q)$. Het liefst zou de overheid de biodiversiteitsdoelstelling alleen door boeren laten uitvoeren die het tegen de laagste kosten kunnen doen: de boeren van type L. Maar stel dat dit niet kan: Q is zo hoog dat zelfs als alle L-boeren de maximale hoeveelheid biodiversiteit realiseren op hun land, de totale hoeveelheid minder is dan de nationale doelstelling. Als deelname vrijwillig is, betekent dit dat boeren gecompenseerd moeten worden voor de gemaakte beheerkosten. Als de overheid ruwweg weet welke kosten boeren moeten maken om een bepaalde hoeveelheid habitat te creëren, bijvoorbeeld omdat ze een steekproef heeft laten uitvoeren bij enkele boerenbedrijven, maar ze niet precies weet van welk type elke individuele boer is, kan ze besluiten om een subsidie aan te bieden die beschikbaar is voor elke boer die daarin geïnteresseerd is. Dit is dus een uniform contract: elke boer die een bepaalde hoeveelheid biodiversiteit realiseert op zijn land, ontvangt dezelfde subsidie. En dus moet de subsidie groter of gelijk zijn aan de kosten die de boeren met de hoogste kosten moeten maken om de gewenste minimumhoeveelheid biodiversiteit aan te bieden. Als elke boer q_0 moet realiseren (figuur 1), moet de overheid een subsidie (S_0) geven die minstens gelijk is aan $K_H(q_0)$. Niet alleen de H-boeren zijn dan bereid deel te nemen, maar de L-boeren zijn dat ook – sterker nog, die laatsten gaan er strikt genomen op vooruit. Hun kosten om q_0 te leveren zijn slechts $K_L(q_0)$, en dus strijken ze een winst op ter waarde van de subsidie minus de werkelijk gemaakte kosten, dus $S_0 - K_L(q_0)$. Ze ontvangen dus meer subsidie dan noodzakelijk: een *windfall profit*.

De praktijk leert dat de windfall profits aanzienlijk kunnen zijn (Ferraro, 2008). Shoenmaker (1989) bestudeerde het Conservation Reserve Program, het grootschalige natuurbeheerprogramma van de Verenigde Staten, en ontdekte dat land dat onder agrarisch natuurbeheer was gebracht, tegen aanzienlijk hogere prijzen werd verkocht dan zonder een dergelijk

Figuur 1

Windfall profits voor boeren van type L.



contract. En in Duitsland, Schotland en Costa Rica bleken vooral landeigenaren met landbouwtechnisch gezien marginale gronden hun land aan te bieden voor agrarisch natuurbeheer (Osterberg, 1989; CJC Consultants, 2004; Ort'z *et al.*, 2003).

De windfall profits van de L-boeren kunnen dus hoog zijn. De herziening van het Gemeenschappelijke Landbouwbeleid is erop gericht om vanaf 2013 minder nadruk te leggen op inkomenssteun voor boeren via vaste prijzen, en meer op agrarisch natuurbeheer. De prijssteun wordt verminderd, maar daartegenover staat dat boeren ruimhartige subsidies gaan ontvangen voor natuurbeheer. De windfall profits zijn desondanks ongewenst om twee redenen. De eerste is dat sommige boeren winst maken op hun beheeractiviteiten maar andere niet of veel minder, en dat lijkt niet erg rechtvaardig. Ten tweede zou efficiëntie ook een rol moeten spelen in overheidsbeleid; als dezelfde hoeveelheid natuurbeheer kan worden gerealiseerd tegen lagere kosten, schiet er geld over om via andere instrumenten, zoals de inkomstenbelasting, de boeren te verzekeren van het gewenste inkomen. Door onterechte winsten te verminderen, kan ofwel meer biodiversiteit worden gecreëerd met het beschikbare budget, ofwel dezelfde hoeveelheid biodiversiteit worden gerealiseerd tegen lagere uitgaven. Twee manieren zijn beschikbaar om dezelfde hoeveelheid biodiversiteit te creëren met minder overheidsgeld: zelfselecterende subsidies en discriminatoire veilingen.

Zelfselecterende subsidies

Zelfselecterende subsidies zijn erop gericht de windfall profits van de boeren met lage beheerkosten te verminderen door niet één contract aan te bieden bestaand uit één biodiversiteitsdoelstelling (q_0) en één subsidiebedrag (S_0), maar een menu van contracten.

Door onterechte winsten te verminderen, kan ofwel meer biodiversiteit worden gecreëerd met het beschikbare budget, ofwel dezelfde hoeveelheid biodiversiteit worden gerealiseerd tegen lagere uitgaven

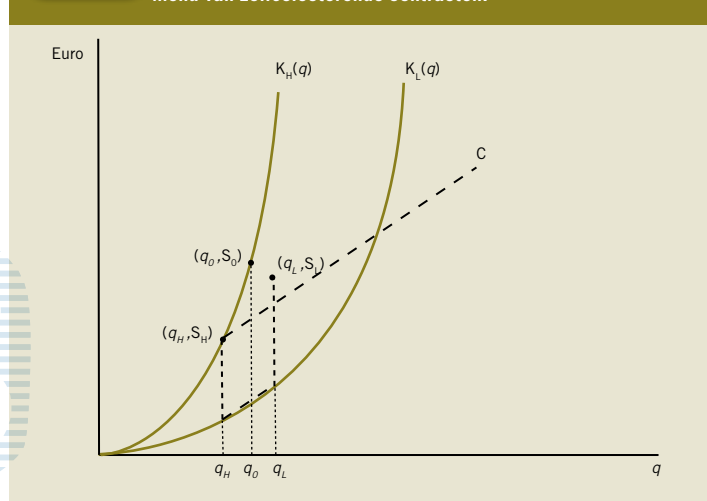
De regel is dan dat er evenveel contracten moeten worden aangeboden als er bedrijfstypen zijn. Hoe dat precies werkt, is wederom het eenvoudigst uit te leggen aan de hand van het voorbeeld van twee typen boerenbedrijven. In figuur 2 staat het uniforme contract weergegeven (q_0, S_0), maar ook, als alternatief, een menu van twee contracten, (q_H, S_H) en (q_L, S_L), waarbij het eerste bedoeld is voor de H-boeren, en het tweede voor de L-boeren. Stel dat er evenveel boeren zijn van elk van de twee types. Als er nu een contract gemaakt kan worden dat gericht is op de H-boeren, dan hoeft dat minder streng te zijn dan voorheen. In plaats van q_0 te eisen, moeten ze, zeg, $q_H = q_0 - 1$ realiseren, en dan volstaat een subsidie ter waarde van $S_H = K_H(q_H)$. Maar om de biodiversiteitsdoelstelling te realiseren moeten de L-boeren dan dus elk $q_L = q_0 + 1$ leveren. Het enige aandachtspunt is nu dat de L-boeren (q_L, S_L) verkiezen boven (q_H, S_H) – de winst voor L-boeren moet hoger zijn bij

(q_L, S_L) dan bij (q_H, S_H). Als de overheid ervoor zorgt dat het verschil tussen S_L en $K_L(q_L)$ minstens zo groot is als tussen S_H en $K_L(q_H)$, kiezen de L-boeren voor het contract (q_L, S_L). En de H-boeren verkiezen dan (q_H, S_H) boven (q_L, S_L), omdat ze anders verlies zouden maken. Het menu van contracten (q_H, S_H) en (q_L, S_L) is dus zelfselecterend; ze zijn zodanig geconstrueerd dat het in het belang van de boeren is om dat contract te kiezen dat geënt is op hun type.

Het menu van contracten realiseert dezelfde hoeveelheid biodiversiteit als onder een uniform contract, maar de betaalde subsidiebedragen zijn lager voor beide typen boeren. Uit figuur 2 valt af te leiden dat zelfselecterende subsidies ook nog eens leiden tot minder sociale verkwisting: de maatschappelijke kosten van het realiseren van Q biodiversiteit

Figuur 2

Menu van zelfselecterende contracten.



zijn lager dan in het geval van een uniform contract. In theorie werken zelfselecterende subsidies dus heel goed, maar in de praktijk wordt er slechts weinig gebruikgemaakt van dit instrument. Daar zijn een aantal redenen voor te geven.

Ten eerste moet er veel informatie worden verzameld om het menu van contracten te construeren. Verschillende boerenbedrijven moeten worden doorgelicht om een goede inschatting te kunnen maken van de benodigde beheerkosten, vervolgens moeten de boerenbedrijven worden ingedeeld in verschillende typen, en ten slotte moet een menu van contracten zodanig worden geconstrueerd dat ten eerste de biodiversiteitsdoelstelling wordt gerealiseerd en ten tweede de boeren het contract kiezen dat geënt is op hun ware type. Informatie verzamelen is kostbaar, en wellicht wegen de baten niet altijd op tegen de kosten. Ten tweede is de overheid niet gewend om in het subsidiebeleid te discrimineren tussen verschillende bedrijven; de overheid is er huiverig voor dat sommigen minder subsidie krijgen voor een bepaalde activiteit, en anderen meer. Maar in het geval van zelfselecterende subsidies wordt niemand gedwongen om een bepaalde dienst te leveren tegen een bepaalde subsidie: men kan immers zelf kiezen uit een menu van contracten, en er bestaat nog altijd de mogelijkheid om niet te participeren. Bovendien gaat het bij rechtvaardigheid niet om de bruto betalingen (de ontvangen subsidiebedragen), maar om eerlijke netto betalingen (subsidies minus de gemaakte kosten). In het voorbeeld van figuur 1 ontvangen de L-boeren een overwinst terwijl de H-boeren geen enkele winst maken. Het is dan rechtvaardiger om eerst de twee typen te scheiden met behulp van een menu van contracten, en om vervolgens inkomenspolitiek te bedrijven door de subsidies voor beide typen hoger te laten zijn dan de door elk type gemaakte kosten.

Veilingen

Zelfselecterende subsidies zijn één manier om windfall profits te verminderen, veilingen zijn een tweede. Wanneer een beperkt aantal

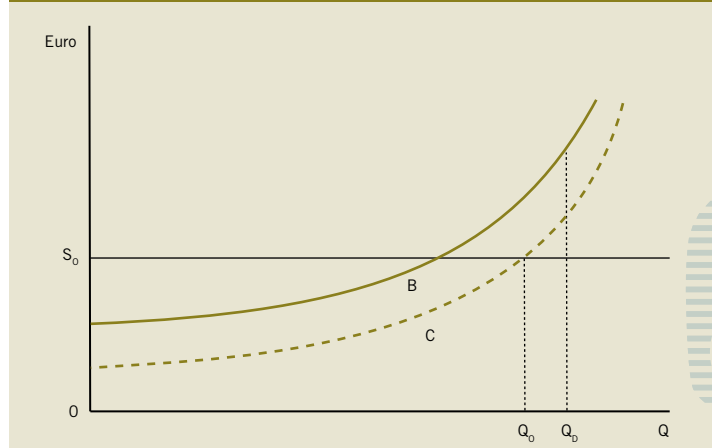
beheercontracten wordt geveild, ontstaat er een situatie waarin potentiële aanbieders competitief moeten bieden om een contract te bemachtigen. Hoe meer concurrentie, hoe kleiner de opslag in het bod bovenop de feitelijk te maken kosten. Immers, hoe minder geld een boer vraagt, hoe groter de kans is dat zijn bod door de overheid wordt geaccepteerd in een veiling (Latacz-Lohmann en Van der Hamsfoort, 1997).

Stel dat de Nederlandse overheid een vast budget heeft waar ze zo veel mogelijk eenheden habitat (Q) mee wenst te ontwikkelen. Veronderstel verder dat de boeren verschillen in de kosten die ze moeten maken om een eenheid habitat te creëren. Stel dat er heel veel verschillende typen boeren zijn die natuurbehoud kunnen aanbieden, en dat de kosten daarvan, gerangschikt van laag naar hoog, kunnen worden weergegeven als de gestippelde lijn C in figuur 3. Hoe groter het budget is, hoe meer habitat er ontwikkeld kan worden, en hoe meer aanbieders er nodig zijn om dit te bewerkstelligen. Stel dat het budget zodanig is dat Q_0 eenheden habitat kunnen worden aangeschaft als de overheid een subsidie S_0 per eenheid betaalt. In deze situatie met heel veel typen boeren, zijn de windfall profits gelijk aan de oppervlakte tussen S_0 en de gestippelde kostencurve C.

De vraag is of de overheid, met hetzelfde budget, meer eenheden habitat kan aankopen door gebruik te maken van een discriminatoire veiling. In een discriminatoire subsidieveiling ontvangen succesvolle bidders een subsidie die gelijk is aan hun bod. Biedingen worden geordend van laag naar hoog en worden gehonoreerd totdat het budget is uitgeput. Als boeren hun feitelijke kosten C zouden bieden, zouden ze geen winst maken op het contract. Ze bieden dus iets hoger, en in figuur 3 is dat weergegeven door biedcurve B. De windfall profits voor de eerste Q_0 eenheden zijn dus gelijk aan de oppervlakte tussen biedcurve B en kostencurve C – en dus naar alle waarschijnlijkheid kleiner dan onder de uniforme subsidieregeling S_0 . Dit betekent dat er budget overschiet en extra habitat aangekocht kan worden, zoals bijvoorbeeld Q_0 .

Figuur 3

Kosten en biedingen in een discriminatoire veiling.



SINDS 1916

Zoals het geval was bij zelfselecterende subsidies, ontvangen boeren met de laagste kosten nog steeds windfall profits omdat ze in hun bod een hoger bedrag vragen dan ze daadwerkelijk nodig hebben om natuur op hun land te realiseren. Maar deze winsten zijn wel kleiner dan bij een uniforme regeling, en dus is het mogelijk om met hetzelfde budget meer habitat te realiseren, of dezelfde hoeveelheid habitat te realiseren met een kleiner budget. Veilingen zijn onder andere toegepast in de Verenigde Staten, Australië en Schotland. Vanwege de onbekendheid met het veiling-instrument is de animo om deel te nemen niet altijd even groot (Brown *et al.*, 2011), maar de baten kunnen aanzienlijk zijn. Zo hebben de veilingen in het Scottish Challenge Fund Scheme een kostenbesparing van ongeveer 35 procent per hectare opgeleverd (CJC Consultants, 2004), en die van het Australische BushTender-programma zelfs zo'n tachtig procent (Stoneham *et al.*, 2003).

Conclusies

Uniforme beheercontracten voor natuur- en biodiversiteitsbehoud zijn onnodig duur omdat sommige boeren tegen lagere kosten de doelstellingen kunnen realiseren dan andere. Zelfselecterende subsidies en veilingen kunnen de gemiddelde subsidiekosten per hectare verminderen. Zelfselecterende subsidieregelingen zijn gebaseerd op een differentiatie in de beheerdoelstelling per hectare waardoor ook de compensatie kan verschillen. Veilingen zorgen ervoor dat het verschil tussen de gevraagde compensatie en de feitelijk te maken kosten kleiner wordt omdat de kans om een contract te winnen nu eenmaal hoger is naarmate de gevraagde compensatie lager is. Internationale ervaring met zowel zelfselecterende subsidies als veilingen is beperkt, maar beide instrumenten kunnen potentieel een grote rol spelen in het Nederlandse natuurbeleid; de literatuur suggereert dat zelfselecterende subsidies en veilingen de benodigde kosten met ten minste een derde kunnen verminderen. In de huidige tijd van bezuinigingen zou dit een welkome kostenbesparing zijn. Het kabinet-Rutte-Verhagen heeft het rijksbudget voor natuur in deze kabinetsperiode

met veertig procent verlaagd, wat betekent dat in de huidige plannen de Ecologische Hoofdstructuur niet wordt voltooid (de Volkskrant, 2011). Van de 750.000 hectare moet nog 150.000 worden aangelegd om de voor de overleving van dier- en plantensoorten essentiële natuurgebieden met elkaar te verbinden. Het kabinet stelt dat de baten niet opwegen tegen de begrote kosten; wellicht is dat wel het geval als een kostenbesparing van 35 procent kan worden gerealiseerd door het gebruik van veilingen of zelfselecterende subsidies.

LITERATUUR

- Brown, L., E. Troutt, C. Edwards, B. Gray en W. Hu (2011) A uniform price auction for conservation easements in the Canadian prairies. *Environmental and Resource Economics*, te verschijnen.
- CJC Consultants (2004) *Economic evaluation of the Central Scotland Forest and Grampian Challenge Funds*. Edinburgh: Forestry Commission Scotland.
- De Volkskrant (2011) Dit kabinet hakt de natuur fluitend aan stukken. *De Volkskrant*, 28 februari.
- Europese Commissie (2003) *Establishing common rules for direct support schemes under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers and amending regulations (EEC) no 2019/93 et cetera*. Brussel: Europese Commissie.
- Ferraro, P.J. (2008) Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics*, 65(4), 810–821.
- Latacz-Lohmann, U. en C.P.C.M. van der Hamsvoort (1997) Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(2), 407–418.
- Ortiz, E., L. Sage en C. Borge (2003) *Impacto del Programa de Pago de Servicios Ambientales en Costa Rica como medio de reducción de la pobreza en los medios rurales*. San José, Costa Rica: Unidad Regional de Asistencia Técnica.
- Osterberg, B. (1999) *Agri-environment programmes in Germany – implementation, acceptance and aspects of their evaluation*. Eerste workshop over the management and monitoring of Agri-Environment Schemes Joint Research Centre (JRC). Workshop te Ispra in Italië, 23–24 november.
- Pereira, H.M., P.W. Leadley, V. Proença, R. Alkemade, J.P.W. Scharlemann, J.F. Fernandez-Manjarrés, M.B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W.W.L. Cheung, L. Chini, H.D. Cooper, E.L. Gilman, S. Guénette, G.C. Hurtt, H.P. Huntington, G.M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, R.J. Scholes, U.R. Sumaila en M. Walpole (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496–1501.
- Shoemaker, R. (1989) Agricultural land values and rents under the conservation reserve program. *Land Economics*, 65(2), 131–137.
- Stoneham, G., V. Chaudhri, A. Ha en L. Strappazzon (2003) Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's BushTender trial. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47(4), 477–500.